

DAS ÜBERWEIDUNGSPROBLEM IN DER WESTAFRIKANISCHEN SAVANNE. NEUE ANSÄTZE UND PERSPEKTIVEN¹

Hans-Jürgen Sturm

Einleitung

Die weidewirtschaftliche Nutzung beeinflusst seit Jahrtausenden den Natur- und Kulturraum der westafrikanischen Savanne (BRAUKÄMPER 1989, NEUMANN 1994). Die Beweidung durch die verschiedenen domestizierten Tierarten hat in diesem Zeitraum einen wesentlichen Einfluß auf die Entwicklung der Vegetationszusammensetzung gehabt und das vor allem in der Krautschicht. Übermäßige Beweidung kann - wie zahlreiche Untersuchungen zeigen (vgl. CÉSAR 1987, GLATZLE 1990, LAMPREY 1983, MEURER et al. 1992, REIFF 1992 u.a.) - zu einschneidenden Veränderungen in der Pflanzendecke führen, die letztlich in einer völligen Zerstörung der Vegetation gipfeln können. Dieser Prozess wird landläufig als Überweidung bezeichnet und gilt als eine der wesentlichen Ursachen für Landschaftsschäden. Die in den letzten Dekaden ständig anwachsenden Tierbestände in Afrika südlich der Sahara haben die Situation weiter verschärft (REH 1993). Folgerichtig konzentrieren sich Meliorationsvorschläge auf eine Verringerung der Besatzdichte auf ein tragfähiges Maß. Angestrebt wird ein geregeltes Weidemanagement, das eine nachhaltige Bewirtschaftung der natürlichen Ressourcen ermöglicht. Trotz teilweise jahrzehntelanger Bestrebungen konnte dieses Ziel bis dato nicht erreicht werden, so daß in jüngerer Zeit Fachwissenschaftler zu der Überzeugung gekommen sind, daß diese Mißerfolge bereits auf Fehler in den grundlegenden Überlegungen zurückzuführen sind. Die aus diesen neuen Überlegungen resultierenden Modellvorstellungen in der Weideökologie sollen an dieser Stelle vorgestellt werden. Dabei wird vor allem auf die Problematik der Beurteilung und Bewertung des Überweidungsprozesses eingegangen.

Der Überweidungsprozeß

Die Diskussion über afrikanische Weideökosysteme dreht sich zumeist um Begriffe wie niedrige Produktivität, Überbesatz, Überweidung, Trockenheit,

¹ Herrn Prof. Dr. Günter Nagel gewidmet, mit den herzlichsten Glückwünschen zu seinem sechzigsten Geburtstag.

Degradation, sterbende Tiere und hungernde oder zumindest leidende Menschen. Zusammenfassend gelten die traditionellen Weidesysteme als schlecht angepaßt und destruktiv, wobei Eingriffe von außen die Situation oft eher verschlechterten (ELLIS & SWIFT 1988). So ist die Erfolgsbilanz von Managementeingriffen auf dem Weidewirtschaftssektor eher negativ und das über mehrere Dekaden oder deutlicher gesagt seit Beginn des Einsatzes geregelter Weidemanagementsysteme in den Tropen (SCOONES 1994:3). Die Folge ist, daß viele internationale Geber frustriert ihre Mittel für diesen Bereich stark reduzierten, da es keinerlei Aussicht auf Erfolg gab (REH 1993:11). Aus der beschriebenen Situation könnte man allerdings auch folgern, daß möglicherweise grundsätzliche Überlegungen falsch sind.

Die häufige Verwendung des Terminus "Überweidung" (engl. *overgrazing*, frz. *surpâturage*) in der Fachliteratur, ohne näher auf seine Bedeutung einzugehen, legt den Schluß nahe, daß es sich hierbei um einen eindeutig geklärten Begriff handelt. Eine vergleichende Betrachtung läßt daran allerdings berechtigte Zweifel aufkommen (MCNABE 1985 zit. in: BIE 1991, PEREVOLOTSKY 1991:1103).

Vereinfacht ausgedrückt könnte man sagen, daß ein Überbesatz an Tieren - der auch zu definieren wäre - zu einer Verschlechterung des Weidepotentials führt. Diese Verschlechterung beinhaltet sowohl eine qualitative Veränderung - also eine Verschiebung der Artenzusammensetzung von guten Weidepflanzen zu nicht freßbaren oder gemiedenen Arten - als auch eine quantitative Veränderung. Die Modifikation des Milieus resultiert dabei letztlich in einer Abnahme der Primärproduktion, d.h. einem reduzierten Pflanzenwachstum. Die Futterproduktion und die Bodenbedeckung wird dadurch verringert. Damit im engen Zusammenhang steht der Faktor Boden; Tritteinwirkung, permanenter Nährstoffentzug, der nur zum Teil durch Dunggaben wieder ausgeglichen werden kann, und natürlich Bodenabtrag, um nur einige Punkte zu nennen.

Ein oft nicht berücksichtigter Faktor, der allerdings zumindest indirekt mit diesem Prozess in Beziehung steht, ist auch die Frage des Rückgangs der Sekundärproduktion, z.B. der Milchleistung oder des Fleischertrags. Dies hat erhebliche finanzielle Auswirkungen für den einzelnen Haushalt oder die Gemeinschaft. So wird von einigen Ökonomen - aber auch Ökologen - eine potentielle Überweidung u.a. am Rückgang der Sekundärproduktion festgemacht (vgl. BEHNKE & SCOONES 1992:16f, MEURER et al. 1992:9, WALTER 1954).

Wichtig ist in diesem Kontext der Faktor Zeit. Eine Weide wird nicht von heute auf morgen in eine Wüstenlandschaft verwandelt, sondern es ist ein über eine längere Zeit andauernder Vorgang. Von Überweidung spricht man dann, wenn die Entwicklung der Vegetation durch einfache Maßnahmen wie beispielsweise eine Verringerung der Besatzdichten, also letztlich einer Reduzierung der Tierbestände, irreversibel wird (LAYCOCK 1991, PEREVOLOTSKY 1991:1103). Eine Wiederherstellung des ursprünglichen Zustan-

des erfordert drastischere Eingriffe und einen längeren Zeitraum. Dies kann z.B. der Fall sein, wenn der Boden durch den dauernden Nährstoffentzug verarmt ist oder bereits Erosion eingesetzt hat. Unter diesem Aspekt kann bereits eine Vielzahl von Veränderungen der Vegetationszusammensetzung nicht mehr als Überweidung bezeichnet werden. Bei einer durch einfache Reduzierung der Besatzdichten reversiblen Situation spricht man von Weidedegradation², wobei allerdings die Begriffe Überweidung und Weidedegradation in der Literatur oft synonym verwandt werden (vgl. BEHNKE & SCOONES 1992)³.

Diese kurze Charakterisierung des Überweidungsprozesses basiert auf zwei Modellvorstellungen:

1. dem Klimaxkonzept innerhalb der Sukzessionstheorie (vgl. CLEMENTS 1916, DIERSCHKE 1994:443ff., ODUM 1983:405ff. u. 429ff., REMMERT 1992:216ff.)
2. dem Stabilitätskonzept von Ökosystemen, also der Frage des ökologischen Gleichgewichts (vgl. ELLIS & SWIFT 1988, ODUM 1983:310ff., REMMERT 1992:290ff.)

Das Klimaxkonzept und seine Bedeutung für die Weideökologie

Die Theorie der ökologischen Sukzession kann nach ODUM (1983:405) folgendermaßen umrissen werden:

1. Ein wohlgeordneter Prozeß einer Gemeinschaftsentwicklung⁴, in dessen Verlauf Veränderungen der Artstruktur und Gemeinschaftsbildung stattfinden. Dieser Prozeß ist logisch gerichtet und daher vorhersagbar.
2. Die ökologische Sukzession resultiert aus der Veränderung der physikalischen Umwelt durch die Gemeinschaft, d.h. sie wird durch die Gemeinschaft selbst bewirkt, wobei die physikalische Umwelt Muster und Veränderungsraten bestimmt sowie der Entwicklung Grenzen setzen kann.

² WALTER (1954) spricht in diesem Zusammenhang erst dann von Degradation, wenn die Qualität der Weiden so stark absinkt, daß sich ein ungenügender Ernährungszustand der Tiere ergibt. Diesen eher "normativen" Begriff präzisieren MEURER et al. (1992: 9) für den Bereich der Weidewirtschaft: "So soll im folgenden unter Degradation der Weiden eine qualitative und quantitative grundlegende Verschlechterung der weidewirtschaftlich genutzten, natürlichen Pflanzengemeinschaften verstanden werden."

³ Danach entspricht eine Weidedegradation einem Überweidungsprozess vor dem Stadium der Irreversibilität.

⁴ Unter einer Gemeinschaft wird in diesem Zusammenhang eine zusammen vorkommende, mindestens teilweise im Abhängigkeit stehende Gruppe verschiedener Arten verstanden. Bei den angesprochenen Gruppen handelt es sich um Phytozönosen, also dem pflanzlichen Teil einer Biozönose (SCHAEFER 1992: 118f u. 256)

3. Diese Entwicklung führt zu einem stabilisierten Ökosystem. Dieses stabile Endstadium ist die Klimax⁵. Die Sequenzen, die innerhalb dieses Prozesses aufeinanderfolgen wird die Sere genannt. Die Modifikationen in der Sere treten aufgrund der durch die Population bedingten Veränderungen der physikalischen Umwelt ein, bis ein Gleichgewicht zwischen belebter und unbelebter Welt erreicht ist.

Wendet man dieses Modell beispielhaft auf die Vegetation der subhumiden Savannenzone an, erhält man folgendes Resultat:

Als Klimaxgesellschaft wird ein "Dichter laubabwerfender Trockenwald" angesehen (WHITE 1983). Unter häufigem Feuereinfluß gilt allerdings der "Lichte laubabwerfende Trockenwald" als Endstadium der Sukzession. Dieses wird dann aber als Feuerklimax bezeichnet (CÉSAR 1987:190).

Die Inkulturnahme dieser Waldgesellschaften führt zu einer Auflichtung, die - bei ständig wachsendem Druck auf die Landreserven - in einer völligen Ausräumung der Landschaft gipfeln kann (MEURER et al. 1992). Die Sere für diese Zone umfaßt nach dem Brachfallen annuelle Brachegesellschaften. Diese entwickeln sich über das Stadium der Brachen mit einer Dominanz mehrjähriger Arten (in der Hauptsache Gräser), hin zu lichtliebenden Savannengesellschaften. Letztere werden mit der parallel zunehmenden Deckung der Baum- und Strauchschicht letztlich von schattentoleranteren Arten verdrängt. Am Ende der Sere wird die Klimaxgesellschaft - im Beispiel ein Trockenwald - erreicht (vgl. CÉSAR 1987:190, REIFF 1991:45, WITTIG et al. 1992).

Eine solche Entwicklung wird als progressive Sukzession bezeichnet, da sie sich in Richtung des Klimaxstadiums - einer nach ökologischen Kriterien komplexeren Lebensgemeinschaft - vollzieht. Eine Entwicklung, die von diesen Klimaxstadien wegführt, wird als regressive Sukzession oder Retrogression bezeichnet (DIERSCHKE 1994:392ff.). Dazu kann auch der Prozeß der Beweidung führen. Wird eine Gesellschaft nur schwach beweidet, kann sie sich in zwar in Richtung ihres Klimaxstadiums entwickeln, allerdings in verlangsamten Schritten. Starke Beweidung hingegen führt zu einer Retrogression. Die Belastbarkeit der Weide ist überschritten, es liegt ein Überbesatz vor und damit ein beginnender Überweidungsprozeß bzw. eine Degradation der Weiden. Dieser beinhaltet zu Beginn eine Modifikation der Struktur der Krautschicht. Die Biomasse konzentriert sich stärker auf die unteren Schichten. Die Pflanzendecke wirkt dadurch insgesamt niedriger aber auch dichter, da zahlreiche Arten Ausläufer bilden. Dabei wird die in unbeweideten Savannen eher als gering einzustufende Bodenbedeckung erhöht, was insgesamt als positiv zu bewerten ist. Mit Andauer der Beweidung findet eine qualitative Veränderung der Vegetationszusammensetzung statt.

⁵ Der Klimaxbegriff gilt in der Pflanzensoziologie mittlerweile als veraltet und wird durch Begriffe wie Schlußgesellschaft oder stabiler Dauerzustand ersetzt (DIERSCHKE 1994: 443f.). Da sich die zitierte Literatur aber in der überwiegenden Zahl der Fälle auf die Klimax bezieht, soll der Begriff im weiteren Verlauf beibehalten werden.

Schmackhafte, aber beweidungsempfindliche Arten werden verdrängt, während beweidungsresistentere und vor allem die von den Tieren verschmähten Arten einen größeren Raum einnehmen. Damit einhergehend verringert sich die Menge an verfügbarem Futter, die Bodenbedeckung wird verringert und es kommt zu einer einschneidenden Verschlechterung der Bodenverhältnisse. Als letztes Stadium dieser regressiven Sukzession ist ein von der Trittbelastung verfestigter und fast vegetationsfreier Boden anzusehen. Erst in den letzten Stadien dieser Entwicklungsreihe ist von Überweidung zu sprechen.

Ziel jedes geregelten Weidemanagements ist es, über eine Veränderung der Besatzdichten, also der Tierzahl je Flächeneinheit, eine Stabilisierung der Vegetationszusammensetzung auf einem bestimmten Niveau, also z.B. im Stadium einer Weide mit guten Futterpflanzen und mit ausreichender Bodenbedeckung, zu erreichen. Diese Möglichkeit, über eine Veränderung der Tierzahl Einfluß auf die Vegetationszusammensetzung einer Weide nehmen zu können, ist die Grundlage für alle derzeit praktizierten Weidemanagementtechniken.

Der Überweidungsprozeß vollzieht sich nach dieser Theorie also in bekannten, nachvollziehbaren Schritten. Sofern keine irreversiblen Schädigungen eingetreten sind, erfolgt bei einem Nutzungsausschluß quasi eine spiegelbildliche Umkehr im Sinne einer progressiven Sukzession zum Ausgangszustand vor der Beweidung (CÉSAR 1987:190, REIFF 1992:103ff.), d.h. die Fläche wird zunehmend von den in Folge der Beweidung verdrängten Pflanzenarten wiederbesiedelt. Man unterscheidet gewissermaßen eine positive (progressive Sukzession) und eine negative (regressive Sukzession) Entwicklung.

Diesem linearen Prozeß wird in jüngerer Zeit ein anderes Modell gegenübergestellt: das der *stable states and transitions*, frei übersetzt also: das Konzept der stabilen Stadien (vgl. FRIEDEL 1991, LAYCOCK 1991, WESTOBY et al. 1989). Diesem Modellansatz liegt die Feststellung zugrunde, daß die beschriebene Vegetationsentwicklung (progressive Sukzession nach Beweidungsausschluß) vielfach nicht spiegelbildlich - und damit nicht vorhersagbar - verläuft, und das vor allem in den arideren Räumen. Die hohe Variabilität der Niederschläge kann als eine wesentliche Ursache dafür angesehen werden (FRIEDEL 1991). Das *stable state*-Konzept geht daher von einem nicht-linearen Modell aus. Dieses beinhaltet mehrere nebeneinanderliegende, sozusagen gleichberechtigte stabile Pflanzengemeinschaften mit den entsprechenden Übergängen. Der Übergang von einer Pflanzengesellschaft zu einer anderen erfordert externe Einwirkungen wie z.B. eine bestimmte Form oder Intensität der Beweidung, Feuereinfluß oder aber klimatische Änderungen. Welche Einzelfaktoren oder Faktorenkombination unter welchen Ausgangsbedingungen dabei die ausschlaggebenden sind, wird derzeit noch diskutiert.

Entscheidend ist dabei, daß benachbarte Gesellschaften auch als stabil angesehen werden können. LAYCOCK (1991) beschreibt derartige stabile Stadien für nordamerikanische Weiden. FRIEDEL (1991) und HODGKINSON (1991)

analysieren Vegetationsveränderungen in australischen Weiden auf der Grundlage des *stable states and transitions* -Modellansatzes und verweisen auf die eminente Bedeutung der variablen Niederschlagsverhältnisse für die Vegetationsentwicklung. Für die Bereiche der westafrikanischen Savannen stehen diesbezügliche Arbeiten noch aus. Erste Untersuchungsergebnisse aus der subhumiden Savannenzone Nordbenins (REIFF 1991 u. 1992, STURM 1993) unterstützen allerdings eher das Klimaxmodell mit einer vorhersagbaren Vegetationsentwicklung. Dieses scheint nach dem derzeitigen Wissensstand in humideren Klimaten Gültigkeit zu besitzen, während unter arideren Bedingungen das Konzept der stabilen Stadien zu besseren Ergebnissen führt (DANCKWERTS & ADAMS 1991). Ein Kriterium für die erhöhte Stabilität der Weidevegetation in den humideren Gebieten sieht GLATZLE (1990:62f) im dort erhöhten Anteil an perennierenden Arten.

Was bedeutet dieser Ansatz im Zusammenhang mit dem Problem der Überweidung?

In den ariden Klimazonen bestehen große Probleme, eine gegebene Vegetationsveränderung einem Faktor bzw. einer Faktorenkombination eindeutig zuzuordnen. Es ist deshalb oft nicht möglich, die Aussage zu treffen, ob es sich um einen beweidungs- oder beispielweise klimabedingten Prozeß handelt (vgl. GLATZLE 1990:62, GROUZIS 1990 zit. in: BEHNKE & SCOONES 1992).

Da die externen Einflüsse, die zu einer Überschreitung der sogenannten *thresholds* oder Schwellenwerte (LAYCOCK 1991) und damit zu einer Veränderung der Vegetationszusammensetzung führen, in den meisten Fällen nicht genau bekannt sind, ergeben sich daraus zudem erhebliche Schwierigkeiten bei der Konzeption geeigneter Bewirtschaftungsmaßnahmen. Der Übergang von einem "negativen" zu einem "positiven" Zustand erfolgt nicht mehr linear und damit vorhersagbar. Eine gerichtete Beeinflussung der Vegetationszusammensetzung einer Weide beispielsweise über eine Regulierung bzw. Reglementierung der Tierbestände ist entsprechend nur sehr eingeschränkt möglich.

Die derzeitige Diskussion um ein neues Modell für die Vegetationsentwicklung in den arideren Zonen zeigt aber auch, daß die Beurteilung, ob es sich bei einer Vegetationsveränderung um eine positive oder negative Veränderung handelt, stark vom Standpunkt des Betrachters abhängt. Das traditionelle Sukzessionsmodell impliziert, daß alle Prozesse, die weg von der Klimaxgesellschaft führen, negativ sind. Damit ist aber z.B. auch jede Inkulturnahme durch einen Bauern *per se* negativ. Unbestritten ist die Tatsache, daß Beweidung die Vegetationszusammensetzung verändert. So werden zu Beginn sicherlich beweidungsempfindliche Arten verdrängt zu Gunsten von charakteristischen Weidepflanzen. Ist diese Entwicklung nun positiv oder negativ zu bewerten? Niemand käme auf die Idee, eine Weidekoppel in Europa mit guten Weidepflanzen als degradiert zu bezeichnen. Vorstellbar ist z.B. auch eine Vegetationsentwicklung, die negativ für eine Tierart ist, dafür

aber eine andere begünstigt. Wie ist nun eine derartige Entwicklung zu bewerten? Diese Bewertungsproblematik ist bei dem Konzept der stabilen Stadien nicht mehr in dem Umfang gegeben, da hier *a priori* keine Wertung impliziert wird.

Die Frage der Stabilität von Weideökosystemen

Die Beurteilung von Weidesystemen in Afrika hat seit Anbeginn der diesbezüglichen Forschungen einen nicht unerheblichen Wandel erfahren. Die ersten Berichte über Tierhaltungssysteme in Afrika entstammen zumeist der Feder von Ethnologen, die damals ein oft etwas idealisiertes Bild der Realität zeichneten. Romantische Stimmungen wurden beschrieben, von freilebenden Hirten, die im Einklang mit der Natur leben. Diese Sichtweise implizierte - direkt oder zumindest indirekt -, daß die Tierhalter in einer Art friedlichem Gleichgewicht mit ihrem natürlichen Umfeld lebten und in keinem Zusammenhang mit den registrierten Umweltschäden standen (vgl. ELLIS & SWIFT 1988:451).

In der Kolonialzeit wurde nun ein ganz anderes Bild geschaffen. In dieser Periode entstanden die Beschreibungen über unproduktive Tierhaltungssysteme, die die natürlichen Ressourcen falsch nutzen und *ergo* Überweidungsschäden provozieren (vgl. SCHLEE 1991:140ff.). Dies betraf vor allem die mobilen Tierhaltungssysteme. Die Konsequenz: es fehlen geregelte Weidemanagementsysteme, wie sie in unseren Breiten existieren. Als Folge wurden nun mannigfaltige Bewirtschaftungsmaßnahmen konzipiert, die diesem Manko Abhilfe schaffen sollten.

In diesem Zeitraum wurden auch zwei Hypothese aufgestellt, die das Bild über die Tierhaltung in den Tropen bis heute prägen: der *cattle complex* (HERSKOVITS 1926) und *the tragedy of the commons* (HARDIN 1968).

Erstere beschreibt die aus westlicher Sicht oft irrationale Anhäufung von Tieren in den traditionellen Tierhaltungssystemen, zweitere das Dilemma einer gemeinschaftlichen Ressourcennutzung. Obwohl für beide Hypothesen heute viele Gegenbeispiele bekannt sind (vgl. BIERSENK & FÖRSTER 1988, BRAUKÄMPER 1989, LACHENMANN 1991, SCOONES 1994) und damit ihre generelle Gültigkeit widerlegt ist, bestimmen sie immer noch die Denkweise vieler Entscheidungsträger und Wissenschaftler. Hier spielen vor allem politische Interessen eine wichtige Rolle (SCHOLZ 1991 u. 1994). Die Seßhaftmachung und damit eine bessere Kontrolle von nomadisierenden Tierhaltern zählt zum Bestreben zahlreicher afrikanischer Regierungen. Die dafür ins Leben gerufenen Programme werden aber mit der ressourcenzerstörenden Wirkung der hohen Tierbestände gerechtfertigt (LACHENMANN 1991:311ff., SCHLEE 1991:140ff.). Nur über eine Ansiedlung der nomadisierenden Tierhalter ließe sich eine Kontrolle der Tierbestände erreichen. Als ein weiteres Argument zur Begründung der Sedentarisierungsprogramme wird auch eine

Privatisierung des Weidelandes als eine Grundvoraussetzung für ein geregeltes Weidemanagement angeführt (SCOONES 1994).

Die Sichtweise vieler Weideökologen war und ist dabei die folgende: zwischen den Weidetieren und der verfügbaren Futtermasse existiert eine Art Gleichgewicht, das als dichteabhängig bezeichnet werden kann. Mit zunehmender Besatzdichte an Tieren vergrößert sich die Konkurrenz um das Futter, was eine reduzierte Produktion von Pflanzen und Tieren zur Folge hat. Der Tierbestand pendelt sich auf einen bestimmten Wert ein. Die Faktoren, die das System kontrollieren bzw. im Gleichgewicht halten, sind biotischer Natur (Tier- und Pflanzenpopulationen). Ein anhaltender Überbesatz - hervorgerufen beispielsweise durch eine Konzentration von Rinderherden um Wasserstellen -, und damit verbunden Überweidung, führt nun zu einer Abkehr von diesen Gleichgewichtsbedingungen (die "Tragfähigkeit"⁶ der Weide ist überschritten) und damit zu einer Degradation der natürlichen Ressourcen. Daß diese fortgesetzte Degradation nicht bereits zu einer einschneidenden Reduzierung von pastoralen Gesellschaften geführt hat, wird über die Möglichkeit des Abwanderns in weniger belastete Regionen oder einer Adaptation des Betriebssystems an die marginaler werdenden Bedingungen z.B. durch die Umstellung von Rinder- zur Kamelhaltung erklärt (ELLIS & SWIFT 1988, BEHNKE & SCOONES 1992).

Aus diesen geschilderten Paradigmen über Weideökosysteme ergeben sich u.a. folgende Sichtweisen (vgl. ELLIS & SWIFT 1988):

- Pastoralismus ist grundsätzlich eine ineffiziente und darum umweltzerstörende Ressourcennutzungsstrategie.
- Genutzte Ökosysteme haben die Fähigkeit, stabile bzw. sich in einem Gleichgewicht mit den Futterressourcen befindliche Populationen von Weidetieren zu tragen. Pastorale Aktivitäten führen aber zwangsläufig zu einem Überbesatz (cattle complex) und leiten das System weg von den potentiellen Gleichgewichtszuständen (Retrogression).
- Die Kontrollmechanismen, die das System im Gleichgewicht halten, sind biotischer Natur (vgl. u.a. BIE 1991:3f, CAUGHLEY 1979, ODUM 1983).

Diese Betrachtungsweise ist sehr populär. So basieren die überwiegende Zahl an Publikationen, die sich mit Fragen des Weidemanagements auseinandersetzen, auf dieser Vorstellung (BOUDET 1991, GLATZLE 1990, LAMPREY 1983, MÄCKEL et al. 1989, REICHEL 1993, u.a.).

Diese biotisch kontrollierten Gleichgewichte können in der Regel nur dort erreicht werden, wo die Verfügbarkeit des Futters im wesentlichen durch die Zahl an Tieren limitiert wird. Dies setzt vergleichsweise konstante Bedingungen für das Pflanzenwachstum voraus. Externe Faktoren wie z.B. Niederschlag oder Feuer können aber zu hohen saisonalen oder jährlichen Un-

⁶ Zur Problematik des Begriffs der Tragfähigkeit in der Weideökologie siehe CAUGHLEY (1979), DHONDT (1988), BIE (1991: 2ff), BEHNKE & SCOONES (1992: 2ff) und STURM (1994).

terschieden im Futteraufkommen führen und das unabhängig von der Dichte der Tierpopulation. Derartig hohe Variabilitäten z.B. im Niederschlagsaufkommen lassen sich vor allem für die ariden und semi-ariden Klimazonen belegen (vgl. LE HOUÉROU 1989). Unter diesen sogenannten abiotisch kontrollierten Situationen können externe Faktoren zum bestimmenden Element werden. Intra- und interspezifische Konkurrenz um Ressourcen können nicht mehr als Kontrollmechanismus greifen. Ein stabiler Gleichgewichtszustand wird nur in Gunstjahren erreicht (BEHNKE & SCOONES 1992, ELLIS & SWIFT 1988, HOLLING 1973, ODUM 1983).

Diese Modellüberlegungen haben einen nicht unerheblichen Einfluß auf die Einstufung einer Vegetationsveränderung als Überweidung. Geht man davon aus, daß sich ein Weideökosystem im Gleichgewicht befindet oder zumindest ein solches erreichen kann (biotisch kontrolliertes System), so können Überbesatz und Überweidung als wesentliche Ursachen für die Degradation des Milieus aufgefaßt werden. In diesem Fall besteht dann die Möglichkeit, über eine gewissermaßen "Feinjustierung" (Regelung der Besatzdichten) die Gleichgewichtsbedingungen beizubehalten oder wieder herzustellen. Sind aber externe Einflußfaktoren wie beispielsweise eine hohe Niederschlagsvariabilität bestimmend für das Pflanzenwachstum (abiotisch kontrolliertes System), spielen sowohl Überbesatz als auch Überweidung eine eher untergeordnete Rolle für dessen Stabilität. Unter solchen Voraussetzungen kann ein geregeltes, "traditionelles" Weidemanagement nur sehr bedingt eine Verbesserung der Verhältnisse ermöglichen. Verfechter dieser Modellvorstellung fordern daher auch folgerichtig für diese Regionen mit sehr variablen Umweltbedingungen eine größere Flexibilität im Ressourcenmanagement (BEHNKE & SCOONES 1992, ELLIS & SWIFT 1988, SCOONES 1994 u.a.). Da in der Regel in der Natur aber nicht von einer derartig strikten Trennung zwischen biotischen und abiotischen Einflußfaktoren auszugehen ist, kann es je nach den klimatischen Gegebenheiten zu einer inter- aber auch intraannuellen Verlagerung in der Dominanz der ausschlaggebenden Elemente kommen (BEHNKE & SCOONES 1992, BIE 1991, STURM 1994).

Diese veränderte Grundthese in der Bewertung der Stabilität von Weideökosystemen beeinflusst aber auch andere Vorstellungen in bezug auf die Weidenutzung in ariden und semi-ariden Regionen wie beispielsweise die Problematik des *cattle complex*:

Geht man davon aus, daß die Hirten in einer Gleichgewichtssituation wirtschaften, so beinhaltet die übermäßige Anhäufung von Tieren quasi eine selbstzerstörerische Wirkung. In einem System im Ungleichgewicht kann dies allerdings eine Überlebensstrategie sein. Aus der Erfahrung wissen die Hirten, daß die in unregelmäßigen Abständen auftretenden kürzeren und vor allem die längeren Dürreperioden einen Großteil ihrer Herden vernichten können. Damit ihre Gesellschaft bzw. Wirtschaftsweise Bestand haben kann, bedarf es einer gewissen Mindestzahl an Tieren, damit die Herde überlebt und sich nach dem Ende der Dürre wieder regenerieren kann. Je größer die Herde, desto besser ist ihre Chance zu überleben. Aus einschlägigen Unter-

suchungen ist bekannt, daß bei längeren Trockenzeiten der limitierende Faktor jedoch nicht die Zahl der Tiere, sondern vielmehr die Länge der Dürreperiode ist (ELLIS & SWIFT 1988). Auf vergleichbare Risikominimierungsstrategien der Tierhaltungssysteme in der subhumiden Savannenzone in Nord-Benin verweisen BIRSCHENK & FÖRSTER (1988) und STURM (1993).

Ausblick

Die skizzierten neueren Denkweisen implizieren ganz erhebliche Umstellungen in der Weideökologie. Begriffe, die über Jahrzehnte als Lehrbuchwissen galten, werden verworfen oder neu definiert. Man versucht jetzt alte Sünden und Nachlässigkeiten möglichst schnell wiedergutzumachen. So haben Geistes- und Sozialwissenschaftler immer wieder auf die Bedeutung flexibler Tierhaltungsstrategien in ökologischen Grensräumen hingewiesen und diese detailliert dokumentiert (BIERSCHENK & FÖRSTER 1988, BRAUKÄMPER 1989, DAHL 1979, DUPIRE 1962, SCHOLZ 1991, SPENCER 1973, u.a.). Es besteht heute mehr denn je ein Bedarf nach einer Zusammenführung von unterschiedlichen Konzepten, Interpretationen und Analysen in den Geistes- und Naturwissenschaften. Dies kann nicht nur in Fragen der Weideökologie und des Weidemanagements als notwendig angesehen werden (HABERLAND 1993, MEURER et al. 1994, NAGEL et al. 1993, SCHOLZ 1994).

Zusammenfassung

Überweidungsprozesse gelten als verantwortlich für zahlreiche Landschaftsdegradationsprozesse. Auf der Grundlage neuerer Modellansätze in der Weideökologie werden die bis dato als gültig angesehenen kausalen Wirkungszusammenhänge zwischen Überweidungs- und Degradationsprozessen in Frage gestellt.

Die Möglichkeiten, eine Änderung der Artenzusammensetzung oder ein Degradationsphänomen eindeutig als beweidungsbedingt zu klassifizieren, ist vor allem in den ariden und semi-ariden Gebieten sehr eingeschränkt. Ein wesentlicher Faktor dafür ist die hohe Niederschlagsvariabilität. Die Modellvorstellung der *stable-states and transitions* (WESTOBY et al. 1989) führt hier zu einer Neubewertung progressiver und regressiver Sukzessionsprozesse. Auf die Notwendigkeit der Unterscheidung zwischen biotisch und abiotisch kontrollierten Weideökosystemen zu unterscheiden, verweisen u.a. ELLIS & SWIFT (1988). Daraus ergeben sich veränderte Bedeutungen der Faktoren Überweidung und Überbesatz für die Stabilität des Systems.

Es zeigt sich letztlich, daß zur Lösung der anstehenden offenen Fragen eine verstärkte Zusammenarbeit von Geistes-, Sozial- und Naturwissenschaftlern erfolgen muß.

Literatur

- BEHNKE, R.H. & SCOONES, I. (1992): Rethinking Range Ecology: Implications for Rangeland Management in Africa. The World Bank, Environment Working Paper No. 53, Washington. 31 S.
- BIE, S. de (1991): Wildlife resources of the West African Savanna. Wageningen Agricultural University Papers 91.2, Wageningen, 266 S.
- BIERSCHENK, T. & FORSTER, R. (1988): Die Produktionsrationalität der Agropastoralen Fulbe in Nordbenin. Giessener Beiträge zur Entwicklungsforschung, Reihe I (Symposien) Bd. 17, Giessen, 199-212.
- BOUDET, G. (1991): Manuel sur les pâturages tropicaux et les cultures fourragères. Manuel et précis d'élevage 4, Maisons-Alfort, 266 S.
- BRAUKÄMPER, U. (1989): Wanderungen und Transhumanzzyklen von Rindernomaden in Darfur (Sudan). Paideuma 35, 17-38.
- CAUGHLEY, G. (1979): What is this thing called carrying capacity? In: BOYCE, M.S. & HAYDEN-WING, L. (eds.): North American Elk: ecology, behaviour and management. University of Wyoming Press, 2-8.
- CÉSAR, J. (1987): Les pâturages naturels en milieu tropical humide. In: AUDRU, J., BOUDET, G., CÉSAR, J., DULIEU, D., GASTON, A., MANDRET, G., MERLIN, P., RIPPSTEIN, G., ROBERGE, G. & TOUTAIN, B.: Terroirs pastoraux et agropastoraux en zone tropicale - Gestion, aménagements et intensification fourragère. Études et Synthèses d'IEMVT 24, Maisons-Alfort, 167-232..
- CÉSAR, J. (1992): La production biologique des savanes de Côte d'Ivoire et son utilisation par l'homme. Biomasse, valeur pastorale et production fourragère. Thèse de doctorat d'état, Université de Paris, Maisons-Alfort.
- CLEMENTS, F.E. (1916): Plant succession: an analysis of the development of vegetation. Carnegie Institute Pub. 242, Washington, 1-512.
- DAHL, G. (1979): Suffering Grass: Subsistence and Society of Waso Borana. Stockholm Studies in Social Anthropology 9, University of Stockholm, Stockholm.
- DANCKWERTS, J.E. & ADAMS, K.M. (1991): Dynamics of rangeland ecosystems. Procc. IVth. Internat. Rangeland Congress, Montpellier, 1066-1069.
- DHONDT, A.A. (1988): Carrying capacity: A confusing concept. Acta Oecologica, Oecologica Generalis 9, 337-346.
- DIERSCHKE, H. (1994): Pflanzensoziologie. Ulmer, Stuttgart, 683 S.
- DUPIRE, M. (1962): Peuls Nomades: Etude descriptive des WoDaaBe du Sahel nigérien. Institut d'Ethnologie, Musée de l'Homme, Paris.

- ELLIS, J. & SWIFT, D. (1988): Stability of African Pastoral Ecosystems: Alternate paradigms and implications of development. *Journal of Range Management* 41, 450-459.
- FRIEDEL, M. (1991): Variability in space and time and the nature of vegetation change in arid rangelands. *Procc. IVth. Internat. Rangeland Congress, Montpellier*, 114-118.
- GLATZLE, A. (1990): *Weidewirtschaft in den Tropen und Subtropen*. Ulmer, Stuttgart, 258 S.
- HABERLAND, E. (1993): Einleitende Bemerkungen zum Programm des Sonderforschungsbereichs. In: BRAUKÄMPER, U. & SCHLOTTNER, M. (Hrsg.): *Berichte des Sonderforschungsbereichs 268. Band 3*, Frankfurt a.M., 7-12.
- HARDIN, G. (1968): The tragedy of the commons. *Science* 162, 1243-1248.
- HERSKOVITS, M.J. (1926): The Cattle Complex in East Africa. *American Anthropologist* 28, 230-273, 361-388, 494-528, 633-640.
- HODGKINSON, K.C. (1991): Identification of critical thresholds for opportunistic management of rangeland vegetation. *Procc. IVth. Internat. Rangeland Congress, Montpellier*, 127-129.
- HOLLING, C.S. (1973): Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics* 4, 1-23.
- LACHENMANN, G. (1991): Handlungsrationalität der Viehhalterbevölkerung und "angepaßte" Entwicklungsstrategien in der ökologischen Krise der Sahelländer. In: SCHOLZ, F. (Hrsg.): *a.a.O.*, 307-328.
- LAMPREY, H.F. (1983): Pastoralism yesterday and today: the overgrazing problem. In: BOURLIÈRE, F. (ed.): *Tropical savannas. Ecosystems of the world* 13, Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam et al., 643-666.
- LAYCOCK, W.A. (1991): Stable states and thresholds of range condition on North American Rangelands: a viewpoint. *Journal of Range Management* 44(5), 427-433.
- LE HOUÉROU, H.N. (1989): *The Grazing Land Ecosystem of the African Sahel*. Springer, Berlin et al. 282 S.
- MÄCKEL, R., MENZ, G. & WALTHER, D. (1989): Weidepotential und Landdegradierung in den Trockengebieten Kenias, dargestellt an Testflächen im Samburu-Distrikt. *Erdkunde* 43, 253-267.
- MEURER, M., REIFF, K. & STURM, H.-J. (1992): Savanntentypen im Nordwesten Benins und ihr weidewirtschaftliches Nutzungspotential - Floristische und weideökologische Analysen als Basis standortgemäßer Nutzungsstrategien. *Geobot. Kolloq.* 8, Frankfurt/Main, 3-18.

- MEURER, M., REIFF, K., STURM, E., STURM, H.-J. & WILL, H. (1994): Umweltforschung und ihre Umsetzung in der Entwicklungszusammenarbeit. - GR 46(6), 328-334.
- NAGEL, G. et al. 1993: Kulturentwicklung und Sprachgeschichte im Naturraum Westafrikanische Savanne. Arbeits- und Ergebnisbericht des SFB 268 (1991/2-1993), Frankfurt a.M.
- NEUMANN, K. (1994): Wirtschaftsweisen im Neolithikum der Ostsahara und ihr Einfluß auf die Vegetation. In: BOLLIG, M. & KLEES, F. (Hrsg.): Überlebensstrategien in Afrika. Reihe Kolloq. Africanum 1, Heinrich Barth Institut, Köln, 47-65.
- ODUM, E. (1983): Grundlagen der Ökologie. 2 Bd., 2. Aufl., Thieme, Stuttgart, New York.
- PEREVOLOTSKY, A. (1991): Plant-animal interactions: contemporary progress and future challenges. Procc. IVth. Internat. Rangeland Congress, Montpellier, 1099-1104.
- REH, I. (1993): Situation analysis of the current state of livestock development in developing countries. Paper presented at the International Conference on "Livestock development in developing countries: development issues and resaerch needs", DSE/ATSAF, Weilheim. 52 S.
- REICHEL, R. (1989): L'Hydraulique Pastorale et la Désertification au Sahel des Nomades en Afrique de l'Ouest - Réalités et Perspectives. Geologisches Jahrbuch Reihe C, Hannover, 3-32.
- REIFF, K. (1991): Floristische und vegetationskundliche Untersuchungen. In: MEURER, M., SWOBODA, J., REIFF, K., STURM, H.-J., JENISCH, TH.O., SIDI, L. & WILL, H.: Abschlußbericht des Projektes Landnutzungsstudie - Phase II. (unveröffentlicht) Karlsruhe, 41-84.
- REIFF, K. (1992): Parcours naturels dégradés. In: PPEA (Hrsg.): Journées d'initiation pratique à l'agropastoralisme. Natitingou, 101-113.
- REMMERT, H. (1992): Ökologie. 5. Aufl., Springer, Berlin et al.
- SCHAEFER, M. (1992): Wörterbücher der Biologie - Ökologie: 3. Aufl. Jena. 433 S.
- SCHLEE, G. (1991): Erfahrungen nordkenianischer Wanderhirten mit dem kolonialen und postkolonialen Staat. In: SCHOLZ, F. (Hrsg.): a.a.O., 131-156.
- SCHOLZ, F. (1991): Nomaden, mobile Tierhaltung: zur gegenwärtigen Lage von Nomaden und zu den Problemen und Chancen mobiler Tierhaltung. Das Arabische Buch, Berlin. 420 S.
- SCHOLZ, F. (1994): Nomadismus - Mobile Tierhaltung. GR 46(2), 72-78.
- SCOONES, I. (1994): Living with Uncertainty: New Directions for Pastoral Development in Africa. - IIED, Drylands Paper No. 6, Woburn UK. 45 S.

- SPENCER, P. (1973): Nomads in Alliance: Symbiosis and Growth Among the Rendille and Samburu of Kenya. Oxford University Press, Oxford.
- STURM, H.-J. (1993): Produktions- und weideökologische Untersuchungen in der subhumiden Savannenzzone Nord-Benins - ein Beitrag zur Konzeption ökologisch nachhaltiger Nutzungssysteme. Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie Band 2, Karlsruhe. 93 S.
- STURM, H.-J. (1994): Produktions- und weideökologische Untersuchungen in Westafrika. Geomethodica 19, Basel, 121-147.
- WALTER, H. (1954): Grundlagen der Weidewirtschaft in Südwestafrika. Ulmer, Stuttgart, 182 S.
- WESTOBY, M., WALKER, B. & NOY-MEIR, I. (1989): Opportunistic management of rangelands not at equilibrium. Journal of Range Management 42, 266-274.
- WHITE, F. (1983): The Vegetation of Africa. UNESCO, Natural Resources Research XX, Paris.
- WITTIG, R., HAHN, K., KÜPPERS, K. & SCHÖLL, U. (1992): Geo- und ethnobotanische Untersuchungen im Südosten von Burkina Faso. Geobot. Kolloq. 8, Frankfurt/Main, 35-52.
- RICHELTY, R. (1989): L'Hydratation pastorale et la désertification au Sahel des Nomades du Nord-Ouest - Rendille et Samburu. (Geographie).
- REIFF, K. (1991): Flora und Vegetation der Weidenutzung in der Subhumiden Savanne Nord-Benins. In: STURM, H.-J. (Hrsg.): Produktions- und weideökologische Untersuchungen in der subhumiden Savannenzzone Nord-Benins. Karlsruher Schriften zur Geographie und Geoökologie Band 2, Karlsruhe. 41-52.
- REIFF, K. (1993): Pastoralism and the environment in the Sahel. In: P. A. Richards (Hrsg.): Pastoralism and the environment in the Sahel. London: James Currey. 101-115.
- REIFF, K. (1994): Pastoralism and the environment in the Sahel. In: P. A. Richards (Hrsg.): Pastoralism and the environment in the Sahel. London: James Currey. 101-115.
- SCHAEFER, M. (1993): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (1994): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (1995): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (1996): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (1997): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (1998): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (1999): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2000): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2001): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2002): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2003): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2004): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2005): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2006): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2007): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2008): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2009): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2010): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2011): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2012): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2013): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2014): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2015): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2016): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2017): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2018): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2019): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2020): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2021): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2022): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2023): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2024): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.
- SCHAEFER, M. (2025): Weidewirtschaft und Ökologie. 3. Aufl. Jena. 443 S.